Québec

Note de recherche forestière [illegible]12

Relation entre la quantité de carbone organique dans les sols et la composition du couvert des peuplements du Québec méridional

Sylvie TREMBLAY et Rock OUIMET

F.D.C. 114.2(047.3)(714)
L.C. SD 387

Résumé

La quantité de carbone organique (C) dans un sol forestier est liée en partie à la composition du couvert qui le surplombe. Nous avons donc étudié, à l'aide de modèles, la relation entre la quantité de C organique dans la couverture morte (Q_{couv}) et dans les 30 premiers centimètres du sol minéral (Q_{30}) et le recouvrement des groupes d'espèces d'arbres dans le couvert. Q_{couv} et Q_{30} ont été prédits pour 5 512 pédons, inventoriés par le ministère des Ressources naturelles du Québec, à partir de modèles composés de simples variables du relevé pédologique. Pour les zones de végétation feuillue, mélangée et boréale, Q_{couv} augmente avec la proportion d'Épinette noire dans le couvert et diminue lorsque la proportion de feuillus de lumière et de Pins augmente. Dans la zone boréale, le recouvrement minimal de feuillus de lumière pour obtenir une baisse de Q_{couv} de 5 Mg C ha^{-1} est 15 % dans une pessière et 30 % dans une sapinière. L'introduction de variables physico-chimiques du sol dans les modèles permettrait d'obtenir des proportions de groupes d'espèces plus précises, afin de pouvoir éventuellement aménager la forêt en fonction du C organique dans le sol.

Mots clés : sol forestier, carbone organique du sol, composition du peuplement, analyse des proportions.

Abstract

Organic carbon (C) levels in forest soils depend partly on canopy composition. The forest floor C (Q_{couv}) and the first 30 cm of mineral soil C (Q_{30}) were studied in relation to canopy species. Q_{couv} and Q_{30} were predicted for 5 512 pedons surveyed by the Ministère des Ressources naturelles du Québec, with equations prepared using simple ecological soil survey variables. In the deciduous, mixedwood and boreal vegetation zones, Q_{couv} increases with the proportion of black spruce in the canopy, and decreases when the proportion of intolerant hardwoods and pine increases. In the boreal zone, the minimum occurence of intolerant hardwoods necessary to reduce Q_{couv} by 5 Mg C ha^{-1} is 15 % in a black spruce stand and 30 % in a balsam fir stand. Including physico-chemical soil variables in the models would provide more accurate estimates of canopy species and help in preparing preliminary guidelines to manage C in forest soils.

Keywords : forest soil, soil organic carbon, tree species composition, mixture data analysis.

Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein
SAINTE-FOY (Québec) G1P 3W8 Canada

Téléphone : (418) 643-7994
Télécopieur : (418) 643-2165
Courriel : rech.for@mrn.gouv.qc.ca

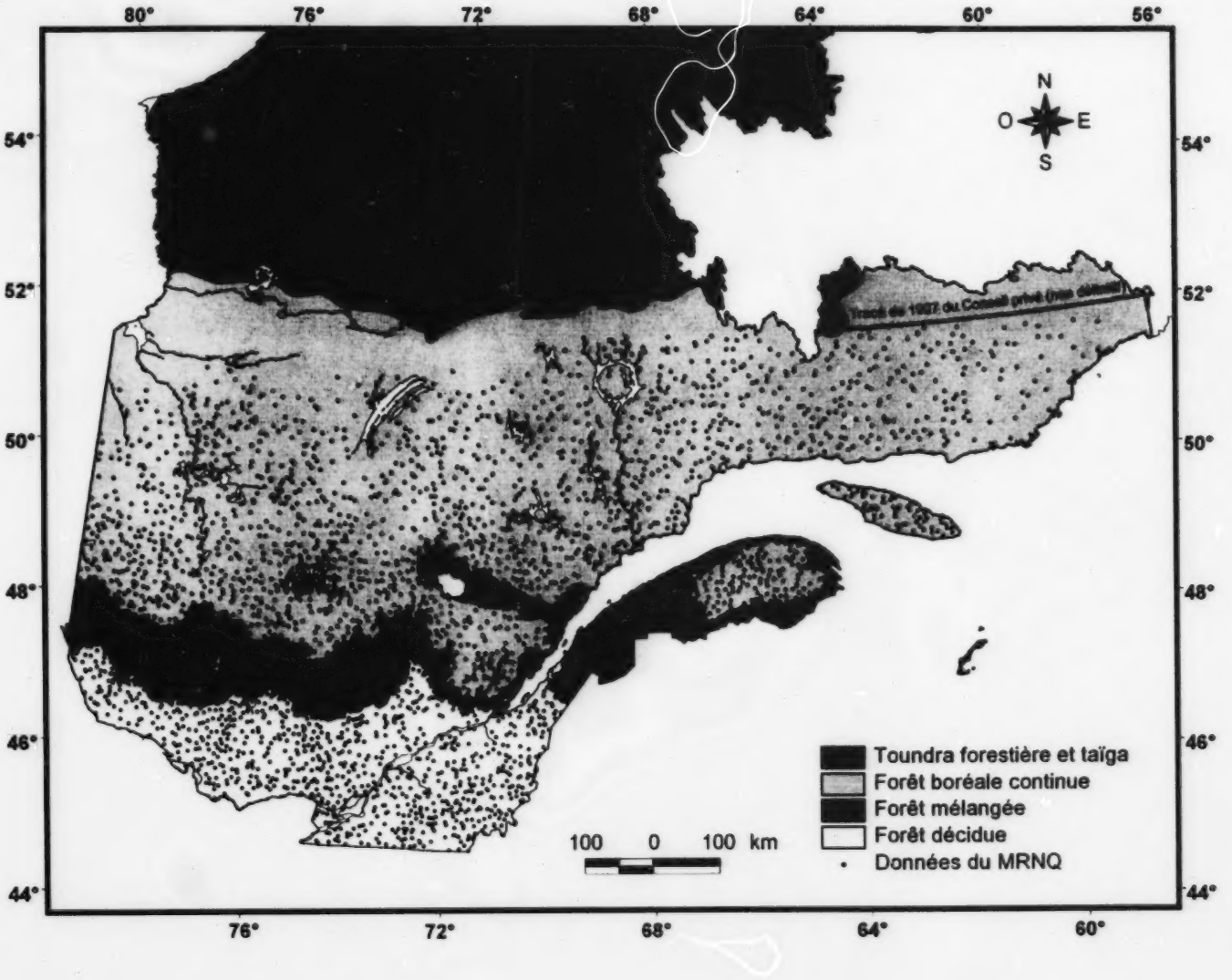


Figure 1. Localisation des 5 512 pédons de l'étude.

102-04113/

Introduction

Le carbone (C) dans le sol, sous forme de matière organique, améliore la qualité du sol et sa capacité de régulation de l'eau et de l'atmosphère (Lal *et al.* 1998). De plus, il joue un rôle important dans le cycle planétaire du C (Schimel 1995). Le Québec recèle une grande quantité de C organique dans ses sols, puisque le tiers du C mondial du sol se trouve dans la toundra et la forêt boréale (Post *et al.* 1982) et que ces zones de végétation occupent plus de la moitié du territoire québécois. La quantité de C organique dans un sol forestier dépend en grande partie de la quantité et de la qualité de la litière produite par la végétation forestière (Anderson 1991, Johnson 1995, van Cleve et Powers 1995). Par exemple, Liski et Westman (1995) ont observé, dans la forêt boréale de la Finlande, que la densité du C dans le sol du type forestier à *Oxalis-Myrtillus* était 1,7 fois celle du type forestier à *Calluna*. Grigal et Ohmann (1992) ont aussi observé que la densité du C dans le sol était liée au type forestier, dans les forêts tempérées humides des États-Unis. Par conséquent, il est possible de contrôler la quantité de C organique dans le sol en modifiant la composition du couvert par le biais de l'aménagement forestier (Grigal et Ohmann 1992).

La présence du Bouleau dans le couvert peut avoir un effet significatif sur la quantité de C organique dans la couverture morte et dans le sol minéral, puisque cette essence a la réputation presque légendaire d'améliorer les conditions du sol (Gardiner 1968) et de faciliter la décomposition de la matière organique. Par exemple, Saetre (1998) a observé en laboratoire qu'au moins 25 % de Bouleau est nécessaire dans une litière d'Épinette pour que les vers de terre restent actifs tout le long de l'expérience. Saetre *et al.* (1999) ont observé, en Suède, que la macrofaune de la litière et du sol était de composition différente et en plus grande quantité sous les pessières à Bouleau que sous les pessières pures. Ils en ont déduit que la présence de feuilles de Bouleau dans la litière agit non seulement sur la qualité de l'humus et son taux de décomposition, mais aussi sur la composition de la faune du sol. Bradley et Fyles (1995) ont rapporté que le taux de respiration du sol, le carbone organique disponible dans le sol et le degré d'affinité des micro-organismes pour le carbone du sol se sont accrus en présence de racines de Bouleau blanc dans un sol forestier, comparativement à cinq autres essences forestières. L'extrapolation de ces résultats nous a amenés à poser l'hypothèse que, dans un peuplement résineux, il existe une proportion minimale de feuillus de lumière au-delà de laquelle on observe une baisse significative de la quantité de C organique dans la couverture morte .

Le taux de décomposition de la litière provenant de plusieurs espèces peut rarement être prédit à partir de celui de la litière pure de chaque espèce (McTiernan *et al.* 1997). On peut s'attendre à des interactions positives pour la minéralisation du C lorsque la limitation du C ou d'un autre élément dans la litière d'une espèce est compensée par la présence de la litière d'une autre espèce. Les changements du taux de décomposition des mélanges de litière sont attribués aux changements dans l'abondance et la composition de la faune et de la microflore du sol (Chapman *et al.* 1988, Williams et Alexander 1991, Morgan *et al.* 1992). Il est donc nécessaire d'étudier de nombreuses compositions de litière pour mieux décrire les interactions entre les espèces d'arbres.

L'objectif de cette étude est de décrire, selon la zone de végétation, les relations entre la quantité de C organique dans la couverture morte (Q_{couv}), ou dans les 30 premiers centimètres du sol minéral (Q_{30}), et la composition du couvert forestier. L'originalité de cette étude réside dans la grande variété de couverts et de sites étudiés, ainsi que dans la méthode d'analyse utilisée : l'analyse des mélanges. Cette méthode permet de connaître : 1) la relation entre la composition du couvert et Q_{couv} ou Q_{30}, 2) la proportion des espèces où Q_{couv} et Q_{30} sont maximaux ou minimaux, et 3) la proportion minimale de feuillus de lumière ayant une influence significative sur Q_{couv} dans un peuplement résineux.

Matériel et méthodes

Données

Sols

Les données de cette étude proviennent de la banque de relevés pédologiques du Service des inventaires forestiers du MRNQ. Les profils de sol sont distribués dans les zones de végétation décidue, mélangée et boréale (Robitaille et Saucier 1998). Une fois terminées les étapes de validation des données, de sélection des sols qui font partie du domaine d'application des modèles de prédiction de Q_{couv} et Q_{30}, et de sélection des peuplements où le couvert s'est refermé, 5 512 pédons sont retenus : 1 371 dans la zone décidue, 1 282 dans la zone mélangée et 2 859 dans la zone boréale (Figure 1). Dans la zone décidue, 57 % des peuplements observés sont à dominance de feuillus d'ombre; dans la zone mélangée, 43 % sont dominés par les feuillus de lumière; et dans la zone boréale, 46 % sont des pessières noires (Tableau 1). Les pinèdes grises n'excèdent pas 10 % des observations dans chaque zone de végétation.

Les quantités Q_{couv} et Q_{30} ont été prédites pour chaque pédon (Mg C.ha^{-1}), avec les modèles de Tremblay *et al.* (2002). Q_{couv} a été prédit avec l'épaisseur de la couverture morte, la latitude et la longitude du pédon (éq. 1), tandis que Q_{30} a été prédit avec la couleur, la texture et le pH de chaque horizon minéral du pédon (éq. 2 à 4).

$$Q_{COUV} = 72{,}060 + 0{,}052 \times (E_{COUV} \times Lo) - 0{,}018 \times (La \times Lo) \quad [1]$$

où : Q_{couv} = quantité de C organique dans la couverture morte (Mg C.ha^{-1})

E_{couv} = épaisseur de la couverture morte (cm)

Lo = longitude (0.00° O.)

La = latitude (0.00° N.)

Tableau 1. Répartition des types de peuplement observés selon la zone de végétation

Type de peuplement (essences dominantes)	Zone de végétation		
	Décidue	Mélangée	Boréale
	Pourcentage des observations (%)		
Feuillus d'ombre	57	28	1
Feuillus de lumière	23	43	23
Sapinière	7	10	20
Pessière noire	4	11	46
Pinède grise	1	3	9
Résineux à feuillus d'ombre	6	2	0,1
Résineux à feuillus de lumière	2	3	1
Nombre total de pédons	1 371	1 282	2 859

$$Q_{30} = \sum_{i=1}^{n} Q_{hi} = \sum_{i=1}^{n} (K \times C_{hi} \times D_{bi} \times E_{ei}) \quad [2]$$

où : Q_{30} = quantité de C organique dans les 30 premiers centimètres du sol minéral (Mg C.ha^{-1})

Q_{hi} = quantité de C organique du i^e horizon appartenant aux 30 premiers centimètres du sol minéral (Mg C.ha^{-1})

K = facteur d'échelle (0,1 kg.cm^2.t.g^{-2}.ha^{-1})

C_{hi} = concentration en C organique du i^e horizon appartenant aux 30 premiers centimètres du sol minéral (g.kg^{-1}) (éq. 3 et 4)

D_{bi} = densité apparente du i^e horizon appartenant aux 30 premiers centimètres du sol minéral (g.cm^{-3}) (éq. 5)

E_{ei} = épaisseur effective du i^e horizon appartenant aux 30 premiers centimètres du sol minéral (cm) (éq. 6)

$$C_h^{1/4} = 1{,}007 + (0{,}003 \times I_m) - (0{,}001 \times P) - (0{,}089 \times L) - (0{,}031 \times Tg) - (0{,}025 \times T_2) - (0{,}026 \times pH) + (0{,}0002 \times I_b) - (0{,}003 \times I_p) \quad [3]$$

= concentration de C organique dans un horizon minéral élevée à la puissance ¼ pour rencontrer les critères d'homogénéité de la variance et de normalité des résidus.

où : I_m = indice de McCracken
= teinte$_2$ x luminosité

T_2 = teinte$_2$
= nombre de la teinte lorsque teinte = YR
= nombre de la teinte + 10 lorsque teinte = Y

P = profondeur de l'horizon (cm) mesurée à la mi-épaisseur de l'horizon

L = luminosité

Tg = texture grossière
= 1 lorsque la texture est grossière
= 0 lorsque la texture n'est pas grossière

pH = pH de l'horizon

I_b = indice de Buntley-Westin
= teinte$_3$ x saturation

T_3 = teinte$_3$
= 6 à 2 lorsque teinte = 2,5YR à 5Y

I_p = indice de podzolisation
= (16 - teinte$_2$) x (10/(luminosité x saturation))

$$C_h = (C_h^{1/4})^4 + \left[6 \times (C_h^{1/4})^2 \times MCE) + (3 \times MCE^2)\right] \quad [4]$$

= concentration de C organique dans un horizon minéral reconvertie en unités d'origine.

où : MCE = moyenne des carrés de l'erreur du modèle de prédiction de $C_h^{1/4}$ (éq. 4)

$$D_b = \frac{D_{bm} \times D_{bo}}{(F_o \times D_{bm}) + [(1 - F_o) \times D_{bo}]} \quad \text{(Federer } et\ al.\text{ 1993)} \quad [5]$$

où : D_b = densité apparente de l'horizon (g.cm^{-3})

D_{bm} = densité apparente de la matière minérale pure (g.cm^{-3})
= 1,40 g.cm^{-3} (Tremblay *et al.* 2002)

D_{bo} = densité apparente de la matière organique pure (g.cm^{-3})
= 0,12 g.cm^{-3} (Tremblay *et al.* 2002)

F_o = concentration en matière organique de l'horizon (0,00)
= C_h x 1,724

$$E_e = E \times (1 - f_m') \quad [6]$$

où : E_e = épaisseur effective de l'horizon (cm)

E = épaisseur mesurée de l'horizon (cm)

f_m' = fraction du volume du pédon en particules rocheuses de plus de 2 mm de diamètre (0,00)

Végétation

Les 60 espèces d'arbres inventoriées dans la banque de données ont été regroupées en cinq groupes afin de simplifier l'analyse statistique : feuillus d'ombre (*ft*), feuillus de lumière (*fl*), Sapin (*sa*), Épinettes (*ep*) et Pins (*pi*) (Tableau 2). Ces regroupements ont été faits en supposant que les litières d'un même groupe ont à peu près le même taux de décomposition. La proportion d'un groupe d'espèces dans le couvert a été déterminée comme suit :

1) Calcul du recouvrement d'une espèce (m^2) dans les strates arborescentes supérieure et inférieure : multiplier la mi-classe de recouvrement de l'espèce (%) (MRNQ 1994) par la superficie de la parcelle (400 m^2) pour chacune des deux strates, puis additionner les deux superficies obtenues;
2) Calcul du recouvrement d'un groupe d'espèces (m^2) : additionner les superficies obtenues pour chaque espèce d'un même groupe;
3) Calcul du recouvrement d'un groupe d'espèces (%) : recouvrement d'un groupe d'espèces/recouvrement total des espèces du couvert. La somme des pourcentages de recouvrement des cinq groupes d'espèces est 100 %.

Analyses statistiques

Les relations de Q_{couv} et Q_{30} avec la composition du couvert ont été testées avec une analyse de régression du modèle polynomial de Scheffé du second degré (CORNELL 1990) :

$$y = \sum_{i=1}^{5} b_i x_i + \sum_{i<j}^{5} \sum b_{i*j} x_i x_j \quad \text{où} \quad \sum_{i=1}^{5} x_i = 1 \qquad [7]$$

La variable y est Q_{couv} ou Q_{30}, les variables x_i et x_j sont les proportions des cinq groupes d'espèces dans le couvert et les paramètres b_i et b_{i*j} sont les coefficients de régression. Les proportions des groupes d'essences ont été transformées en variables indépendantes, pour que les tests du F du modèle et des coefficients de régression soient valides (CORNELL 1990). Les modèles de régression ont été pondérés en fonction de la superficie totale du couvert. Les modèles ont été réduits lorsque des interactions ou des facteurs principaux étaient non significatifs. Les interactions non significatives ont été éliminées une à une du modèle, tandis qu'un groupe d'espèces non significatif était regroupé avec un autre groupe d'espèces dont le coefficient de régression et l'erreur type étaient similaires. Les analyses statistiques ont été effectuées avec le progiciel SAS (SAS INSTITUTE INC. 1988).

Les coefficients de régression obtenus ont été utilisés pour décrire graphiquement la relation entre Q_{couv} ou Q_{30} prédit et le recouvrement relatif d'un groupe d'espèces dans le couvert, lorsque les autres groupes d'espèces occupent également le couvert résiduel. Par exemple, l'équation de la relation entre Q_{couv} prédit et la proportion du groupe d'espèces feuillus d'ombre (*ft*) est :

$$\begin{aligned} Q_{couv} = {} & b_{ft} x_{ft} + b_{fl} \times \frac{(1-x_{ft})}{4} + b_{sa} \times \frac{(1-x_{ft})}{4} + b_{ep} \times \frac{(1-x_{ft})}{4} + b_{pi} \times \frac{(1-x_{ft})}{4} \\ & + b_{ft*fl} x_{ft} \times \frac{(1-x_{ft})}{4} + b_{ft*sa} x_{ft} \times \frac{(1-x_{ft})}{4} + b_{ft*ep} x_{ft} \times \frac{(1-x_{ft})}{4} + b_{ft*pi} x_{ft} \times \frac{(1-x_{ft})}{4} \\ & + b_{fl*sa} \times \frac{(1-x_{ft})^2}{16} + b_{fl*E} \times \frac{(1-x_{ft})^2}{16} + b_{fl*pi} \times \frac{(1-x_{ft})^2}{16} \\ & + b_{sa*ep} \times \frac{(1-x_{ft})^2}{16} + b_{sa*pi} \times \frac{(1-x_{ft})^2}{16} + b_{ep*pi} \times \frac{(1-x_{ft})^2}{16} \end{aligned} \qquad [8]$$

Tableau 2. Composition des cinq groupes d'espèces d'arbres

Groupe d'espèces	Espèces
1. Feuillus d'ombre (*ft*)[1]	Érable à sucre, Érable rouge, Bouleau jaune, Hêtre à grandes feuilles, Chêne rouge et Frêne d'Amérique
2. Feuillus de lumière (*fl*)[1]	Bouleau à papier, Peuplier faux-tremble, Érable argenté, Érable à épis, Cerisier de Pennsylvanie et Sorbier d'Amérique
3. Sapin (*sa*)	Sapin baumier, Épinette blanche et Thuya occidental
4. Épinettes (*ep*)	Épinette noire, Épinette rouge et Mélèze laricin
5. Pins (*pi*)	Pin gris, Pin blanc, Pin rouge et Pruche de l'Est

[1]Énumération des principales essences.

Les courbes obtenues à partir de ces équations ont permis de trouver les compositions du couvert où Q_{couv} et Q_{30} prédits sont maximaux dans chaque zone de végétation.

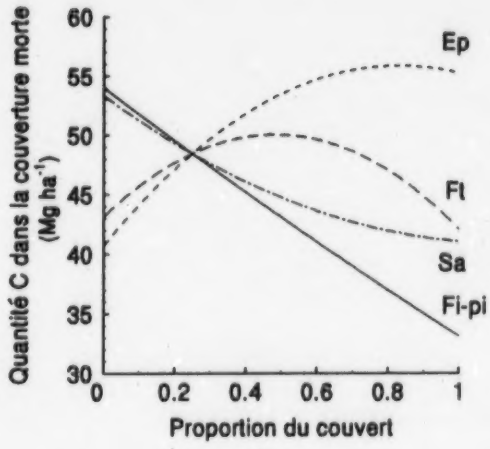
Résultats

Q_{couv} et Q_{30} sont significativement liés à la proportion des groupes d'espèces dans le couvert, pour les trois zones de végétation, malgré de faibles R^2 (Tableaux 3 et 4). Il n'est donc pas possible de prédire avec précision Q_{couv} et Q_{30} à partir de la composition du couvert, mais il est possible de comparer les relations entre les groupes d'espèces.

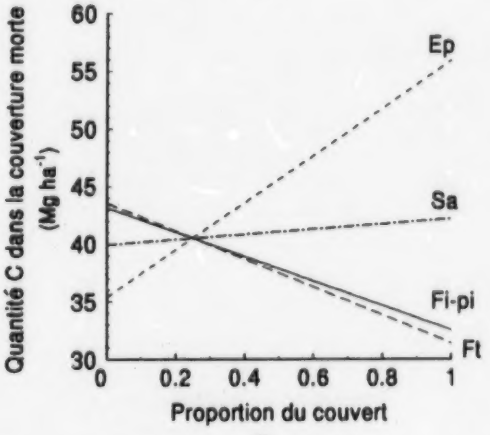
Quantité de C organique dans la couverture morte

Dans la zone décidue, Q_{couv} est significativement lié aux groupes *ft*, *fi-pi* (feuillus de lumière et Pins regroupés), *sa* et *ep*, avec des interactions significatives entre *ft* et *fi-pi*, et entre *ft* et *ep* ($p < 0,001$) (Tableau 3). Les groupes *fi* et *pi* ont été regroupés parce que le groupe *fi* était non significatif et qu'il avait sensiblement le même coefficient de régression et la même erreur type que le groupe *pi*. La figure 2a montre le taux de changement de Q_{couv} prédit en fonction de chaque groupe d'espèces, lorsque les autres groupes occupent également le reste du couvert. Par exemple, la courbe *ep* représente le changement de Q_{couv} prédit associé à un changement de la proportion d'Épinette dans le couvert, et ce, lorsque les autres groupes d'espèces occupent également le reste du couvert. Les groupes *ep* et *fi-pi* sont les plus liés à Q_{couv}, car ils ont les pentes les plus abruptes. Q_{couv} augmente avec la proportion de *ep* dans le couvert, tandis qu'il diminue avec la proportion de *fi-pi*. Les plus grandes valeurs de Q_{couv} ont été calculées pour les couverts composés à 50 % et plus de *ep*, lorsque les autres groupes occupent également le reste du couvert. Les plus faibles valeurs de Q_{couv} ont été calculées pour les couverts composés à plus de 60 % de *fi-pi*. Q_{couv} augmente avec la proportion de *ft*, jusqu'à une proportion de 50 %, puis diminue au-delà de 50 %.

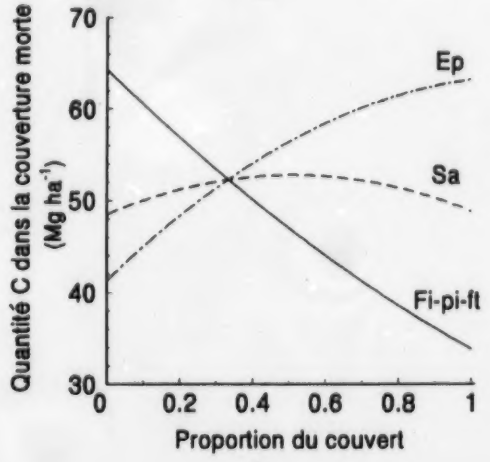
Dans la zone mélangée, Q_{couv} est significativement lié à *ft*, *fi-pi*, *sa*, et *ep* ($p < 0,001$), comme dans la zone feuillue (Tableau 3). Les groupes *ep*, *fi-pi* et *ft* sont les plus liés à Q_{couv} (Figure 2b). Q_{couv} augmente avec la proportion de *ep* et diminue lorsque *fi-pi* et *ft* augmentent dans le couvert. Des valeurs maximales de Q_{couv} ont été trouvées pour les peuplements composés à plus de 50 % de *ep*, lorsque les autres groupes d'espèces occupent également le reste du couvert. Les plus faibles valeurs de Q_{couv} ont été trouvées pour les peuplements composés à plus de 70 % de *fi-pi*, ou à plus de 70 % de *ft* dans le couvert. Des valeurs intermédiaires ont été déterminées pour les sapinières pures.



2a



2b



2c

Figure 2. Valeurs prédites de la quantité de C organique ($Mg.ha^{-1}$) dans la couverture morte en fonction de la composition du couvert dans les zones de végétation a) décidue, b) mélangée et c) boréale. Pour chaque courbe, un groupe d'espèces varie tandis que les autres occupent également le reste du couvert.

Tableau 3. Coefficients de régression et erreur type de l'équation polynomiale de Scheffé qui modélise la quantité de carbone organique dans la couverture morte ($Mg.ha^{-1}$) en fonction de la composition du couvert forestier

Zone de végétation	Coefficient de régression		Erreur type	Modèle		
				Pr > F	R^2	S_e
Feuillue	b_{fi}	42,01	0,99	0,001	0,03	387,19
n = 1 371	$b_{fi\text{-}pi}$	33,09	2,55			
	b_{sa}	41,04	2,49			
	b_{ep}	55,22	5,45			
	$b_{fi*fi\text{-}pi}$	17,75	8,07			
	b_{fi*ep}	71,23	26,40			
Mélangée	b_{fi}	31,40	0,89	0,001	0,12	240,66
n = 1 282	$b_{fi\text{-}pi}$	32,51	0,86			
	b_{sa}	42,19	1,48			
	b_{ep}	55,88	1,77			
Boréale	$b_{fi\text{-}pi\text{-}ft}$	33,79	0,68	0,001	0,26	282,38
n = 2 859	b_{sa}	48,79	1,12			
	b_{ep}	63,15	0,80			
	b_{sa*ep}	33,13	5,50			

Les coefficients de régression de *fi-pi* et de *ft* n'étaient pas significativement différents dans le modèle de la zone mélangée ($p < 0,05$). Nous les avons donc rassemblés dans le groupe *fi-pi-ft* afin d'illustrer la relation de Q_{couv} selon trois axes (Figure 3a). Les isolignes représentent les valeurs prédites de Q_{couv} en fonction de *fi-pi-ft*, *sa* et *ep*. Par exemple, Q_{couv} prédit est 50 $Mg.ha^{-1}$ pour un couvert de 0,2 de *fi-pi-ft*, 0,1 de *sa* et 0,7 de *ep*. Les valeurs prédites qui sont dans les pointes du triangle sont associées aux peuplements composés à plus de 0,7 de 1) *ep* (à gauche), 2) *fi-pi-ft* (à droite) et 3) *sa* (en haut, au centre). Ainsi, les valeurs les plus élevées de Q_{couv} sont dans les pessières noires pures (55 $Mg.ha^{-1}$), les valeurs les plus faibles dans les peuplements de feuillus et de Pins (35 $Mg.ha^{-1}$), et les valeurs intermédiaires dans les sapinières pures (40-45 $Mg.ha^{-1}$). L'orientation des isolignes de Q_{couv}, perpendiculaire aux graduations horizontales de l'axe de *sa*, indique que Q_{couv} est moins lié au groupe *sa* qu'aux groupes *fi-pi-ft* et *ep*. Par exemple, pour une proportion de 60 % de *sa*, Q_{couv} varie de 38 à 47 Mg C ha^{-1} (Δ = 9 Mg C ha^{-1}), tandis que pour 60 % de *fi-pi-ft*, Q_{couv} varie de 37 à 42 Mg C ha^{-1} (Δ = 5 Mg C ha^{-1}), et pour 60 % de *ep*, Q_{couv} varie de 47 à 51 Mg C ha^{-1} (Δ = 4 Mg C ha^{-1}). Ainsi, Q_{couv} varie environ deux fois plus pour une proportion donnée de *sa* que pour une proportion donnée de *fi-pi-ft* ou de *ep*. La représentation de la composition du couvert selon trois axes a aussi permis d'illustrer les différentes compositions de couvert étudiées dans la zone mélangée. D'après la figure 6b, les principaux couverts étudiés étaient les feuillus et ceux mélangés de feuillus et de Sapin.

Le patron de Q_{couv} dans la zone boréale ressemble à celui de la zone mélangée : Q_{couv} est significativement lié aux groupes *fi-pi-ft*, *sa* et *ep*, mais, en plus, une interaction est significative entre *sa* et *ep* ($p < 0,001$) (Tableau 3). Q_{couv} augmente avec le groupe *ep*, diminue avec *fi-pi-ft* et varie peu avec le groupe *sa* (Figure 2c). Les valeurs maximales de Q_{couv} ont été trouvées dans les pessières noires pures et les pessières à Sapin; les valeurs minimales, pour les peuplements composés à plus de 70 % de feuillus de lumière, d'ombre, ou de Pins; et les valeurs intermédiaires, pour les sapinières (Figure 2c et 3b). Le groupe *fi-pi-ft* de la zone boréale comprend principalement des espèces de feuillus de lumière. Quelle est la proportion minimale de feuillus de lumière qui entraîne une diminution de Q_{couv} dans un peuplement résineux de la zone boréale? Dans une pessière pure (*ep* = 1,0), Q_{couv} diminue de 5 Mg C ha^{-1} à chaque augmentation de 15 % de *fi-pi-ft* dans le couvert, tandis que dans la sapinière pure (*sa* = 1,0), Q_{couv} diminue de la même quantité à chaque augmentation de 30 % de *fi-pi-ft*. Par conséquent, dans la zone boréale, deux fois plus de feuillus de lumière sont nécessaires dans une sapinière que dans une pessière pour que Q_{couv} diminue d'une même quantité. D'après la figure 6c, l'ensemble des compositions de couvert a été étudié dans la zone boréale.

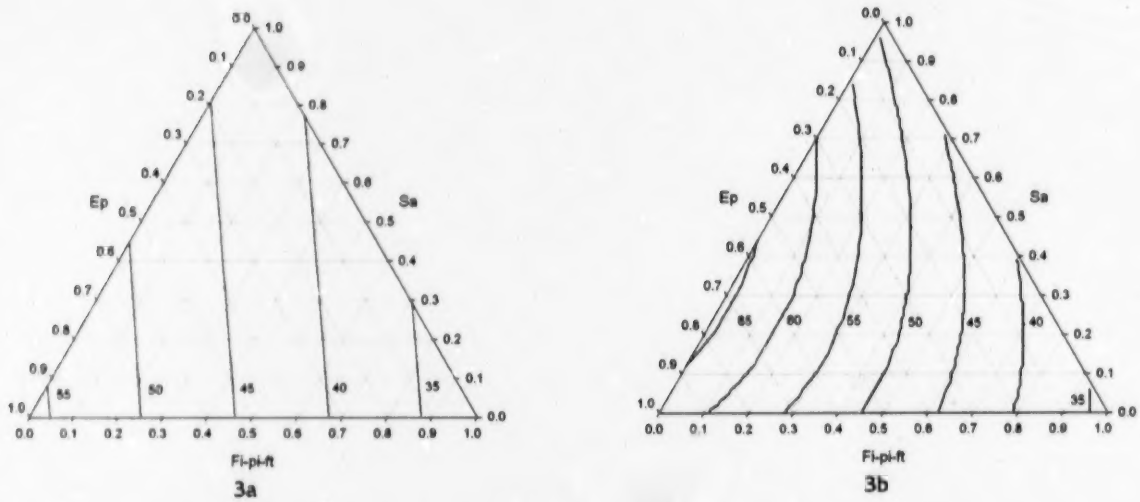


Figure 3. Isolignes des valeurs prédites de la quantité de C organique ($Mg.ha^{-1}$) dans la couverture morte en fonction de la composition du couvert dans les zones de végétation a) mélangée et b) boréale.

Quantité de carbone organique dans les 30 premiers centimètres du sol

Dans la zone décidue, Q_{30} est significativement lié aux groupes *ft*, *fi-ep* (regroupement des feuillus de lumière et des Épinettes) et *sa-pi* (regroupement des Sapins et des Pins) ($p < 0,001$; Tableau 4). Q_{30} augmente avec *ft*, diminue lorsque *fi-ep* augmente et varie peu avec *sa-pi* (Figures 4a et 5). Les plus grandes valeurs de Q_{30} ont été trouvées dans les peuplements composés à plus de 75 % de *ft*, lorsque les autres groupes d'espèces occupent également le couvert résiduel. Les plus faibles valeurs de Q_{30} ont été trouvées dans les peuplements composés à plus de 60 % de *fi-ep*, lorsque les autres groupes d'espèces occupent également le couvert résiduel. Des valeurs intermédiaires ont été trouvées dans les peuplements occupés à 100 % par le Sapin ou les Pins. Les compositions de couvert étudiées étaient bien distribuées dans la zone feuillue (Figure 6a).

Dans la zone mélangée, Q_{30} est lié de façon significative aux groupes *ft-ep* (feuillus d'ombre et Épinettes) et *fi-sa-pi* (regroupement des feuillus de lumière, Sapins et Pins) ($p < 0,001$; Tableau 4). Q_{30} augmente de façon linéaire avec l'abondance de feuillus d'ombre ou d'Épinettes (Figure 4b).

Dans la zone boréale, Q_{30} est significativement lié à *ft*, *fi*, *sa*, *ep* et *pi*, avec des interactions significatives entre *fi* et *sa*, entre *fi* et *ep*, et entre *sa* et *ep* ($p < 0,001$; Tableau 4). Le groupe *pi* est le plus lié à Q_{30}, avec une relation inversement proportionnelle (Figure 4c). Les groupes *ft*, *fi*, *sa* et *ep* ont un faible lien positif avec Q_{30} et ne sont pas significativement différents les uns des autres ($p > 0,05$).

Discussion

Les R^2 des modèles sont plus faibles (R^2 = 0,01-0,26) que ceux obtenus par Liski et Westman (1997) dans la forêt boréale de la Finlande. Ces derniers rapportent que le type forestier expliquait entre 36 et 70 % de la variation de la densité du C dans la couverture morte et dans la couche 0-1 m du sol minéral, respectivement. Les R^2 de nos modèles sont probablement plus faibles parce que : 1) les valeurs de Q_{couv} et de Q_{30} utilisées pour construire les modèles sont elles-mêmes des valeurs prédites avec des modèles dont l'erreur moyenne de prédiction est 28 % de la valeur prédite (Tremblay *et al.* 2002), et 2) notre étude comprend un plus grand nombre de données (n = 5 513) que l'étude de Liski et Westman (n = 30), ce qui ajoute une grande variabilité aux résultats. En effet, le grand nombre de données de notre étude a permis d'étudier un grand nombre de sites pour un couvert donné, c'est-à-dire une grande variété de climat, de type de dépôt, de classe de drainage, de type de perturbation et de temps écoulé depuis la dernière perturbation pour un type de couvert donné. Cette grande variabilité de conditions microclimatiques et chimiques de l'environnement a contribué à augmenter la variabilité du taux de décomposition de la litière pour une espèce donnée, car en plus de la végétation, les conditions pédoclimatiques et la teneur du sol en argile et cations (calcium, fer, aluminium) sont les principaux facteurs qui influencent la formation et l'évolution des complexes organiques dans le sol (Duchaufour 1990).

Tableau 4. Coefficients de régression et erreur type de l'équation polynomiale de Scheffé modélisant la quantité de carbone organique dans les 30 premiers centimètres du sol minéral en fonction de la composition du couvert forestier

Zone de végétation	Coefficient de régression		Erreur type	Modèle		
				Pr > F	R^2	S_e
Feuillue	b_{fi}	55,79	1,00	0,001	0,05	411,56
n = 1 085	$b_{fi\text{-}ep}$	38,34	2,05			
	$b_{sa\text{-}pi}$	48,71	2,51			
Mélangée	$b_{fi\text{-}ep}$	45,04	1,14	0,001	0,01	316,29
n = 1 114	$b_{fi\text{-}sa\text{-}pi}$	38,63	0,79			
Boréale	b_{fi}	51,61	4,05	0,001	0,07	290,54
n = 2 392	b_{fi}	45,03	1,24			
	b_{sa}	44,89	1,61			
	b_{ep}	47,10	0,99			
	b_{pi}	27,67	2,01			
	b_{fi*sa}	14,81	6,70			
	b_{fi*ep}	-20,52	6,81			
	b_{sa*ep}	32,85	6,33			

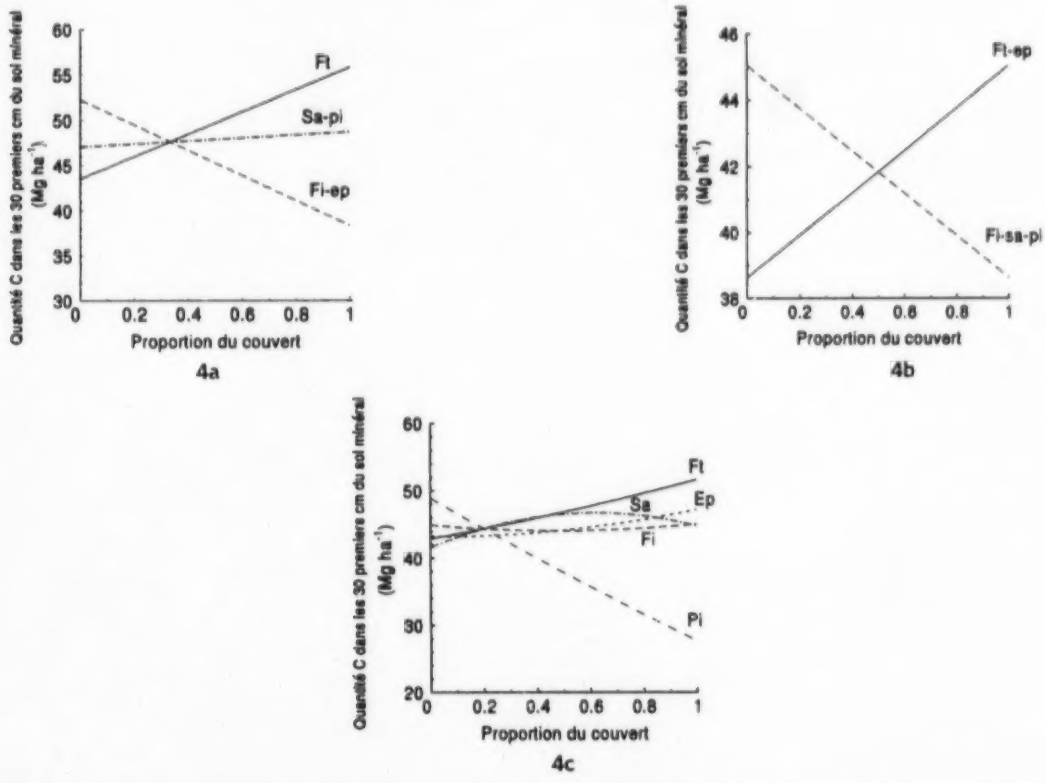


Figure 4. Valeurs prédites de la quantité de C organique ($Mg.ha^{-1}$) dans les 30 premiers centimètres du sol minéral en fonction de la composition du couvert dans les zones de végétation a) décidue, b) mélangée et c) boréale. Pour chaque courbe, un groupe d'espèces varie tandis que les autres occupent également le reste du couvert.

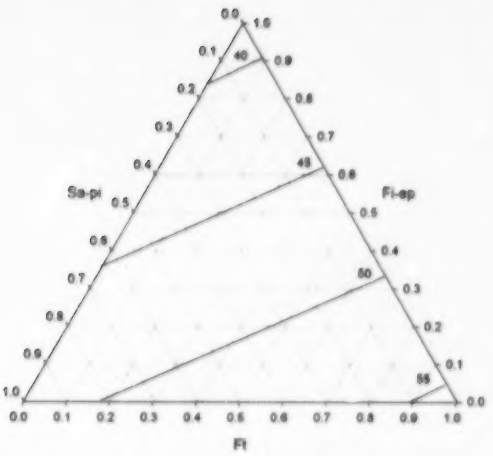


Figure 5. Isolignes des valeurs prédites de la quantité de C organique ($Mg.ha^{-1}$) dans les 30 premiers centimètres du sol minéral en fonction de la composition du couvert dans la zone de végétation décidue.

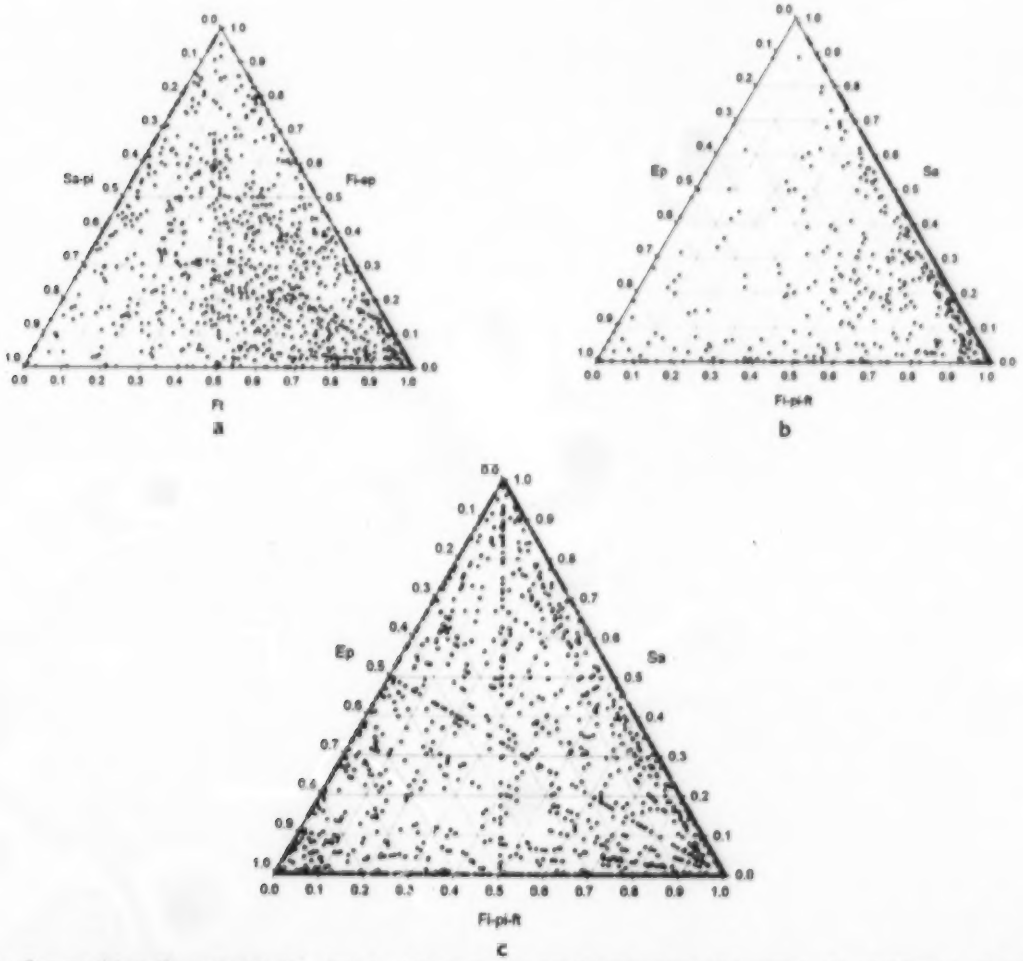


Figure 6. Composition du couvert des points d'observation de l'étude dans les zones de végétation a) décidue, b) mélangée et c) boréale.

Les faibles R^2 de nos modèles peuvent aussi être dus à un mauvais regroupement des espèces en fonction de la qualité de leur litière. Selon MOORE *et al.* (1999), la qualité de la litière a autant d'influence sur le taux de décomposition que le climat. Un regroupement d'espèces dont les qualités de litière sont hétérogènes peut engendrer une importante variation de Q_{couv} et de Q_{30} au sein du groupe, car de faibles différences du taux de décomposition, s'étendant sur des décades ou des siècles, peuvent apporter de grandes différences dans l'accumulation de la matière organique et du contenu en C dans les sols (PARTON *et al.* 1987). Par exemple, les groupes d'espèces *fi* et *ft* sont peut-être à redéfinir, car MUDRICK *et al.* (1994) ont observé que la litière du Peuplier et de l'Érable rouge se décomposait beaucoup plus rapidement que celle du Chêne dans les forêts appalachiennes. De plus, les ratios C : N et lignine : N, qui sont inversement proportionnels au taux de décomposition (PRESCOTT 1995), sont plus faibles dans la litière de l'Érable à sucre, du Frêne d'Amérique et de l'Érable rouge que dans la litière du Hêtre, du Chêne rouge et de la Pruche (MELILLO *et al.* 1982, PASTOR *et al.* 1984, FINZI et CANHAM, sous presse). Toutefois, raffiner les groupes d'espèces en fonction de leur taux de décomposition dans notre étude n'aurait pas diminué l'erreur du modèle de façon significative, car deux autres sources d'erreur du modèle restaient importantes, soit l'erreur de prédiction de Q_{couv} et de Q_{30} et l'erreur provenant de la grande variété de sites pour un couvert donné. Par contre, dans une étude ultérieure, raffiner les groupes d'espèces en fonction de la qualité de leur litière tout en tenant compte des caractéristiques physico-chimiques des sols permettraient d'augmenter le R^2 des modèles.

Quantité de C organique dans la couverture morte

Dans les zones de végétation mélangée et boréale, Q_{couv} varie en fonction de deux pôles : *ep* et le regroupement *fi-pi-ft*. Q_{couv} augmente avec la proportion d'Épinette noire dans le couvert et diminue avec la proportion de feuillus (de lumière ou d'ombre) et de Pins. OUIMET *et al.* (1996) ont obtenu les mêmes résultats dans le Réseau d'études et de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) du MRNQ, mais pour l'ensemble des trois zones de végétation. En moyenne, le réservoir de C organique dans la couverture morte était plus grand sous les peuplements résineux que sous les peuplements feuillus (57 ± 7 contre 30 ± 3 T ha^{-1}, respectivement), reflétant un taux de circulation du C différent dans ces deux types d'écosystèmes. Ces résultats peuvent être dus au fait que la litière des feuillus est plus facilement décomposable que celle des conifères (CÔTÉ *et al.* 2000, FLANAGAN et VAN CLEVE 1983). De plus, les peuplements composés en majorité d'Épinette noire occupent souvent des sites moins bien drainés que les peuplements de feuillus et de Pins. Sur ces sites au drainage ralenti, la décomposition est plus lente et, par conséquent, l'accumulation de matière organique est plus importante.

Le groupe *sa* est le groupe le moins lié à Q_{couv} dans les trois zones de végétation. Ce résultat peut être dû au fait que le Sapin occupe une grande variété de sites, ce qui peut modifier la qualité de sa litière et les conditions de formation des complexes organiques dans le sol.

Les proportions de groupes d'espèces où Q_{couv} est maximal ou minimal pourraient théoriquement être utilisées pour maximiser la quantité de C au sol pour un territoire donné. Toutefois, étant donné les faibles R^2 des modèles, les proportions ne devraient être considérées que comme des ordres de grandeur. Par exemple, dans la zone boréale, maximiser Q_{couv} impliquerait de maximiser la superficie des pessières noires à Sapin et des pessières noires pures (*ep* > 0,6), et de minimiser la superficie des peuplements dont la proportion de feuillus de lumière, Pins ou feuillus d'ombre est > 70 % (c'est-à-dire *fi-pi-ft* < 0,7). Ces proportions-guides ne s'appliquent que si les autres groupes d'espèces occupent également le reste du couvert. Selon GRIGAL et OHMANN (1992), il est possible d'influencer la quantité de C dans la couverture morte par l'aménagement forestier, puisque cette quantité est en partie liée au type forestier et au temps écoulé depuis la dernière perturbation. Selon ces mêmes auteurs, il est préférable d'éviter les pratiques sylvicoles qui diminuent la quantité de C organique dans le sol, telles que le raccourcissement des périodes de rotation ou la conversion d'un type forestier dont le contenu en C du sol est élevé par un type forestier dont le contenu en C du sol est faible. Il faut aussi tenir compte que les critères de conservation de Q_{couv} pour un territoire donné s'appliquent à la durée du C organique dans la couverture morte. KURZ *et al.* (1993) ont estimé dans leur modèle du bilan du carbone pour les forêts du Canada que la demi-vie des détritus fins (horizons L et F) était entre 3 et 20 ans, tandis que celle de la matière organique humifiée (H) était supérieure à 100 ans.

Q_{couv} est plus lié à la composition du couvert que Q_{30} dans les zones de végétation mélangée et boréale, probablement parce que la couverture morte agit comme interface entre le sol minéral et le couvert. Par contre, Q_{couv} est peu lié à la composition du couvert dans la zone feuillue, peut-être à cause de la dynamique plus complexe du carbone dans ces sols, ou encore à cause de perturbations anthropiques plus fréquentes dans le sud de la province qui viennent interférer sur la relation couvert-Q_{couv}. Par conséquent, dans les zones de végétation mélangée et boréale, une modification du couvert a surtout un effet sur Q_{couv}.

Quantité de C organique dans les 30 premiers centimètres du sol

Dans la zone feuillue, Q_{30} augmente avec la proportion de feuillus d'ombre dans le couvert, atteignant des valeurs maximales lorsque *ft* > 0,7. Ces peuplements correspondent principalement aux érablières. Maximiser Q_{30} sur un territoire de la zone feuillue impliquerait donc de maximiser les superficies occupées par les érablières. Ces maxima peuvent en partie s'expliquer par le fait que

1) le pH de la couverture morte de l'Érable à sucre est plus élevé que celui de d'autres espèces (FINZI *et al.* 1998), 2) la distribution des racines des feuillus nobles est en général très grande verticalement et 3) l'activité biologique dans ces sols est plus importante. Le pH et les éléments nutritifs favorisent l'humification et la formation de complexes organo-minéraux dans les sols de cette zone tempérée (DUCHAUFOUR 1970). D'autre part, Q_{30} diminue lorsque *fi-ep* augmente, atteignant des minima quand *fi-ep* > 0,6. Le regroupement *fi-ep*, dans la zone feuillue, comprend principalement des feuillus de lumière. Les minima évalués, lorsque *fi-ep* est dominant, peuvent s'expliquer en partie par le fait que les peuplements composés à majorité de feuillus de lumière sont au stade évolutif des essences de lumière (MRNQ 1994), et que ces peuplements sont plus récents par rapport à la perturbation d'origine que ceux au stade de stabilité tels que les érablières. En effet, la relation sol-couvert est d'autant plus intense que le peuplement est âgé : plus les arbres sont vieux, plus ils affectent le sol sur une longue période, et plus des effets importants sont observés dans les sols (ALBAN 1969, ZINKE et CROCKER 1962). Par contre, sur de plus courtes périodes de croissance comme celles utilisées généralement dans l'aménagement forestier, seulement de faibles changements sont anticipés.

Dans la zone boréale, Q_{30} diminue à mesure que la proportion de Pins augmente dans le couvert. GRIGAL et OHMANN (1992) ont obtenu les mêmes résultats pour le Pin gris : les couches successives de 25 cm du sol minéral avaient systématiquement les plus faibles quantités de C organique dans les types forestiers à Pin gris. Les auteurs ont expliqué ce résultat par le fait que les types forestiers de Pin gris occupaient généralement des sites à texture sableuse dont le contenu en argile était faible, et qu'un faible contenu en argile ne favorise pas l'incorporation rapide de la matière organique de la couverture morte dans le sol minéral. Dans la zone boréale, les valeurs minimales de Q_{30} ont été trouvées dans les peuplements où *pi* > 30 %. Le groupe *pi* est principalement représenté par le Pin gris dans cette zone.

Il y a des termes d'interaction significatifs dans la moitié des modèles de Q_{couv} et de Q_{30}, et plusieurs de ces termes comprennent le groupe *ep*. Ce résultat indique que la proportion d'Épinette noire dans le couvert modifie la relation entre le stock de C organique dans le sol et les autres groupes d'espèces. CONN et DIGHTON (2000) ont aussi observé une interaction significative entre deux espèces, mais pour la quantité de phosphore (P) dans le sol. Ils ont observé que le mélange des litières de Chêne et de Pin optimisait la rétention du P, puisque les aiguilles de Pin agissaient comme source de P mobile et que les feuilles de Chêne agissaient comme puits. L'Épinette noire, de par ses aiguilles et ses racines, crée probablement dans la couverture morte et le sol minéral un environnement chimique riche en composés organiques très résistants à la biodégradation.

Conclusion et recommandations

Les modèles de l'étude ne permettent pas de prédire Q_{couv} et Q_{30} avec précision à partir de la composition du couvert, mais permettent de comparer les relations entre les groupes d'espèces. Par conséquent, les proportions des groupes d'espèces obtenues ne doivent être considérées que comme des ordres de grandeur. Pour les zones de végétation feuillue, mélangée et boréale, Q_{couv} varie principalement en fonction de deux pôles : il augmente avec la proportion d'Épinette noire dans le couvert et diminue lorsque la proportion de feuillus de lumière ou de Pins augmente. Maximiser Q_{couv} dans la zone boréale impliquerait de maintenir les pessières noires pures et les pessières noires à Sapin et de minimiser la superficie des peuplements où les feuillus de lumière et les Pins excèdent environ 70 % du couvert. Le recouvrement minimal de feuillus de lumière nécessaire pour obtenir une baisse de Q_{couv} de 5 Mg C ha^{-1} dans la zone boréale est de 15 % dans une pessière pure et de 30 % dans une sapinière pure. Identifier les peuplements où Q_{30} est maximal équivaut grossièrement à identifier les peuplements où les sols sont les plus fertiles. Dans la zone feuillue, ces peuplements sont ceux composés à plus de 75 % de feuillus d'ombre, donc principalement des érablières. À l'inverse, les peuplements où les sols sont les moins fertiles dans la zone boréale sont ceux composés à plus de 30 % de Pins gris.

Ces compositions théoriques de couvert constituent un guide grossier pour aménager le territoire forestier en fonction du C organique dans le sol. Pour obtenir de meilleurs modèles, nous suggérons d'effectuer des relevés pédologiques plus complets, en y ajoutant des analyses physico-chimiques du sol.

*

Remerciements

Nous remercions Mme Isabelle Auger pour son support dans les analyses statistiques, MM. Michel Campagna, James Fyles, Daniel Kneeshaw et David Paré pour l'évaluation du manuscrit, Mme Sylvie Bourassa pour sa mise en page et M. Pierre Bélanger pour la révision et l'édition de cet ouvrage.

*

Références

ALBAN, D.H., 1969. *The Influence of Western Hemlock and Western Red Cedar on Soil Properties.* Soil Sci. Soc. Am. Proc. 33 : 453-457.

ANDERSON, J.M., 1991. *The Effects of Climate Change on Decomposition Processes in Grassland and Coniferous Forests.* Ecol. Applic. 1 : 326-347.

BRADLEY, R.L. et J.W. FYLES, 1995. *Growth of Paper Birch (*Betula papyrifera*) Seedlings Increases Soil Available C and Microbial Acquisition of Soil-Nutrients.* Soil Biol. Biochem. 27 : 1565-1571.

CHAPMAN, K., J.B. WHITTAKER et O.W. HEAL, 1988. *Metabolic and Faunal Activity in Litters of Tree Mixtures Compared with Pure Stands.* Agric. Ecos. Environ 24 : 33-40.

CONN, C. et J. Dighton, 2000. *Litter Quality Influences on Decomposition, Ectomycorrhizal Community Structure and Mycorrhizal Root Surface Acid Phosphatase Activity.* Soil Biol. Biochem. 32 : 489-496.

CORNELL, J.A., 1990. *Experiments with Mixtures. Designs, Models, and the Analysis of Mixture Data.* 2nd ed. Wiley and Sons, New York, USA. 632 p.

CÔTÉ, L., S. BROWN, D. PARÉ, J.W. FYLES et J. BAUHUS, 2000. *Dynamics of Carbon and Nitrogen Mineralization in Relation to Stand Type, Stand Age and Soil Texture in the Boreal Mixedwood.* Soil Biol. Biochem. 32 : 1079-1090.

DUCHAUFOUR, P., 1970. *Précis de pédologie.* Masson et Cie, Paris, France. 481 p.

DUCHAUFOUR, P., 1990. *La formation et l'évolution des complexes organo-minéraux dans les sols et leur rôle dans la pédogénèse.* Sci. Sol 28 : 273-284.

FEDERER, C.A., D.E. TURCOTTE et C.T. Smith, 1993. *The Organic Fraction - Bulk Density Relationship and the Expression of Nutrient Content in Forest Soils.* Can. J. For. Res. 23 : 1026-1032.

FINZI, A.C. et C.D. CANHAM. 2002. *Non-Additive Effects of Litter Mixtures on Net Nitrogen Mineralization in a Southern New England Forest.* For. Ecol. Manage. (sous presse).

FINZI, A.C., N. VAN BREEMEN et C.D. CANHAM, 1998. *Canopy Tree-Soil Interactions within Temperate Forests : Species Effects on Soil Carbon and Nitrogen.* Ecol. Appl. 8(2) : 440-446.

FLANAGAN, P.W. et K. VAN CLEVE, 1983. *Nutrient Cycling in Relation to Decomposition and Organic Matter Quality in Taiga Ecosystems.* Can. J. For. Res. 13 : 795-817.

GARDINER, A., 1968. *The Reputation of Birch for Soil Improvement.* Forestry Commission, London, England.

GRIGAL, D.F. et L.F. OHMANN, 1992. *Carbon Storage in Upland Forests of the Lake States.* Soil Sci. Soc. Am. J. 56 : 935-943.

JOHNSON, D.W., 1995. *Role of Carbon in the Cycling of Other Nutrients in Forested Ecosystems.* W.W. McFee and J.M. Kelly (Editors), Carbon Forms and Functions in Forest Soils. Soil Science Society of America, Madison, W.I., p. 299-329.

KURZ, W.A., M.J. APPS, T.M. WEBB et P.J. MCNAMEE, 1993. *Le bilan du carbone du secteur des forêts du Canada : Phase 1.* For. Can., Rég. Nord-Ouest, Cent. for. Nord, Edmonton (Alberta). Rapp. Inf. NOR-X-326F.

LAL, R., J. KIMBLE, et R.F. FOLLETT, 1998. *Pedospheric Processes and the Carbon Cycle. In* R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett and B.A. Stewart (ed.) Soil Processes and the Carbon Cycle. Advances in Soil Science. CRC Press. Boca Raton, Florida : 1-8.

LISKI, J. et C.J. WESTMAN, 1995. *Density of Organic Carbon in Soil at Coniferous Forest Sites in Southern Finland.* Biochemistry 29 : 183-197.

LISKI, J. et C.J. WESTMAN, 1997 *1. Carbon Storage in Forest Soil of Finland. 1. Effect of Thermoclimate.* Biogeochemistry 36 : 239-260.

MCTIERNAN, K.B., P. INESON et P.A. COWARD, 1997. *Respiration and Nutrient Release from Tree Leaf Litter Mixtures.* Oikos 78 : 527-538.

MELILLO, J.M., J.D. ABER, et J.F. MURATONE, 1982. *Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics.* Ecology 63 : 621-626.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 1994. *Le point d'observation écologique.* Gouvernement du Québec, Service des inventaires forestiers. 115 p.

MOORE, T.R., J.A. TROFYMOW, B. TAYLOR, C. PRESCOTT, C. CAMIRÉ, L. DUCHESNE, J. FYLES, L. KOZAK, M. KRANABETTER, I. MORRISON, M. SILTANEN, S. SMITH, B. TITUS, S. VISSER, R. WEIN, et S. ZOLTAI, 1999. *Litter Decomposition Rates in Canadian Forests.* Global Change Biol. 5 : 75-82.

MORGAN, J.L., J.M. CAMPBELL et D.C. MALCOLM, 1992. *Nitrogen Relations of Mixed-Species Stands on Oligotrophic Soils.* In : M.G.R. Cannell, D.C. Malcolm and P.A. Robertson (eds.). The Ecology of Mixed Species Stands of Trees. Blackwell, Oxford p. 65-85.

MUDRICK, D.A., M. HOOSEIN, R.R. HICKS, Jr., et E.C. TOWNSEND, 1994. *Decomposition of Leaf Litter in an Appalachian Forest : Effects of Leaf Species, Aspect, Slope Position and Time.* For. Ecol. Manage. 68 : 231-250.

PARTON, W.J., D.S. SCHIMEL, C.V. COLE et D.S. OJIMA, 1987. *Analysis of the Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands.* Soil Sci. Soc. Am. J. 51 : 1173-1179.

PASTOR, J., J.D. ABER, C.A. MCCLAUGHERTY et J.M. MELLILO, 1984. *Aboveground Production and N and P Cycling along a Nitrogen Mineralization Gradient on Blackhawk Island, Wisconsin.* Ecology 65 : 256-268.

OUIMET, R., S. ST-LAURENT, C. CAMIRÉ et G. GAGNON, 1996. *Carbon Storage in Forest Ecosystems of the RESEF (Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers) Quebec Long-Term Monitoring Stations.* Can. J. Soil Sci. (summary) 76 : 217-218.

POST, W.M., W.R. EMANUEL, P.J. ZINKE et G. STANGENBERGER, 1982. *Soil Carbon Pools and World Life Zones.* Nature 298 : 156-159.

PRESCOTT, C.E., 1995. *Does Nitrogen Availability Control Rates of Litter Decomposition in Forests?* Plant Soil 168-169 : 83-88.

ROBITAILLE, A. et J.P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional.* Publications du Québec. 213 p.

SAETRE, P., 1998. *Decomposition, Microbial Community Structure, and Earthworm Effects Along a Birch-Spruce Soil Gradient.* Ecology 79(3) : 834-846.

SAETRE, P., P.O. BRANDTBERG, H. LUNDKVIST et J. BENGTSSON, 1999. *Soil Organisms and Carbon, Nitrogen and Phosphorus Mineralisation in Norway Spruce and Mixed Norway Spruce – Birch Stands.* Biol. Fertil. Soils 28 : 382-388.

SAS INSTITUTE INC., 1988. *SAS/STAT User's Guide, Release 6.03 Edition.* Cary, NC : SAS Institute Inc., 1 028 p.

SCHIMEL, D.S., 1995. *Terrestrial Ecosystems and the Carbon-Cycle.* Global Change Biol. 1 : 77-91.

TREMBLAY, S., R. OUIMET et D. HOULE, 2002. *Prediction of Organic Carbon Content in Upland Forest Soils of Québec, Canada.* Can. J. For. Res. (sous presse).

VAN CLEVE, K. et R.F. POWERS, 1995. *Soil Carbon, Soil Formation, and Ecosystem Development.* Dans : McFee W.W. et J.M. (eds.) Carbon Forms and Functions in Forest Soils (p. 155-200). Soil Science Society of America Inc., Madison.

WILLIAMS, B.L. et C.E. ALEXANDER, 1991. *Interactions on Mixing Litters from Beneath Sitka Spruce and Scots Pine and the Effects on Microbial Activity and N-Mineralization.* Soil Biol. Biochem. 23 : 71-75.

ZINKE, P.J. et R.L. CROCKER, 1962. *The Influence of Giant Sequoia on Soil Properties.* For. Sci. 8 : 2-11.

2002-3040

ISBN 2-550-38842-9
Dépôt légal 2002
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
© 2001 Gouvernement du Québec

Ressources naturelles
Québec